

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Biologie



Lenka Petrouová

Fyziologické odpovědi vybraných dřevin na městské prostředí
Physiological responses of woody species to urban environment

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Mgr. Zuzana Lhotáková, Ph.D.
Konzultanti: prof. RNDr. Jana Albrechtová, Ph.D.
Mgr. Eva Neuwirthová

Praha, 2019

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, dne 9. 5. 2019

Podpis:

Poděkování:

Velice ráda bych poděkovala Mgr. Zuzaně Lhotákové, Ph.D. za porozumění, osobní přístup, ochotu, pomoc a veškerý čas, který mi věnovala. Dále patří velký dík za cenné rady Mgr. Evě Neuwirthové a prof. RNDr. Janě Albrechtové, Ph.D. V neposlední řadě děkuji celé mé rodině a přátelům za podporu a trpělivost při studiu.

Abstrakt:

Dřeviny jsou důležitým funkčním prvkem v rámci městského ekosystému. Městské prostředí působí na stromy celou řadou abiotických stresových faktorů a jejich vzájemná interakce se odvíjí na celkovém fyziologickém stavu stromů. Mezi abiotické stresové faktory řadíme vzdušné znečištění, limitaci prostorem, sníženou dostupnost vody, zvýšenou teplotu a srážky. Kromě abiotických faktorů čelí dřeviny ve městě také klimatické změně, která je v posledních letech na vzestupu a má výrazný vliv na růst stromů v městském prostředí. Klimatická změna se projevuje především vyšší teplotou vzduchu, změnou v množství a distribuci srážek a zvýšenou koncentrací oxidu uhličitého v atmosféře. Bakalářská práce se zaměřuje na odpovědi vybraných dřevin na městské prostředí a jejich adaptační schopnosti v rámci neustále probíhajících klimatických změn. Růst je hlavní sledovanou odpovědí dřevin na změny prostředí. Konkrétně ve vztahu k probíhajícím klimatickým změnám byl zaznamenán zvýšený růst. Různé druhy dřevin vykazují znatelné rozdíly ve funkčnosti parametrů, díky kterým zlepšují kvalitu života v městském prostředí. Stromy jsou v rámci městského ekosystému velice ceněny a plní zde řadu funkcí, jako je především zadržování vody v krajině, snižování teplot a sekvestrace uhlíku z atmosféry. Práce zahrnuje určení vhodných druhů pro výsadbu v urbánním prostoru, posílení jejich růstu a přispění k udržitelnosti městského ekosystému.

Klíčová slova:

klimatická změna, abiotické stresové faktory, vzdušné znečištění, urbanizace, městský tepelný ostrov, městské stromy, růst městských stromů

Abstract:

Trees are an important functional element in urban ecosystems. The urban environment has a number of abiotic stress factors for trees and their interactions are based on the overall physiological condition of the trees. Abiotic stress factors include air pollution, space constraints, reduced water availability, increased temperature, and precipitation. In addition to abiotic factors, trees in the city face stressful conditions brought on by climate change, which are increasing in severity and have a measurable impacts on urban tree growth. Climate change is manifested mainly by elevated air temperatures, changes in quantity and distribution of precipitation, and increased concentrations of carbon dioxide in the atmosphere. This bachelor's thesis is focused on the responses of selected woody species in urban environments and their adaptive abilities in the context of changing climatic conditions. Growth is the main observable response of woody species to environmental changes. In particular, increased growth has been recorded in relation to rising temperature and carbon dioxide levels. Specific differences between woody species in functional parameters can be utilized to improve quality of life in human environments. Trees are highly valuable in urban ecosystems and perform a range of functions, such as water retention, temperature reduction, and carbon sequestration. This bachelor's thesis focuses on identifying suitable trees for planting in urban environments, how to strengthen their growth and thus improve the overall sustainability of urban ecosystems.

Keywords:

climate change, abiotic stress factors, air pollution, urbanization, urban heat island, urban trees, urban tree growth

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Růst a vitalita dřevin	3
2.1. Růst stromů v městském prostředí	4
3. Klimatická změna a její důsledky pro růst dřevin.....	7
4. Vliv urbanizace na dřeviny	8
5. Abiotické stresové faktory	10
5.1. Vzdušné znečištění.....	10
5.2. Limitace prostorem	13
5.3. Zvýšená teplota	15
5.4. Sucho a srážky	17
6. Sekvestrace uhlíku	19
7. Mechanismy stimulace růstu stromů v městských prostředích.....	20
8. Stromy vhodné do města.....	24
9. Závěr	26
10. Seznam zdrojů a použité literatury.....	27
10.1. Literatura.....	27
10.2. Internetové zdroje	30

1. Úvod

V bakalářské práci se věnuji ekofyziologickému tématu fyziologických odpovědí dřevin na městské prostředí. Jelikož je urbanizace a změna klimatu oproti minulým letům na vzestupu, je zapotřebí věnovat této problematice zvýšenou pozornost. Zejména městské stromy jsou nejvýznamnějšími a dlouhodobými prvky městských ekosystémů a jejich klíčová úloha pro veřejné zdraví a kvalitu života je vysoce ceněna. Z mnoha studií je známo, jak dochází k růstu u dřevin v jejich přirozeném prostředí, jako jsou především lesy, a jak na ně v takovém prostředí působí řada různých abiotických stresových faktorů. Není příliš prostudováno, zda lze výsledky z těchto studií aplikovat také na oblasti, které nejsou pro dané stromové druhy přirozenými, a tudíž zde byly zavlečeny nebo především vysazeny člověkem. Cílem práce je odpovědět na otázky týkající se této problematiky a soustředit se na specifické kombinace stresových faktorů, kterým stromy čelí v městském prostředí. Základním stavebním kamenem pro sepsání této práce byla studie Pretzch et al. (2017), která celosvětově pojednává o změně klimatu a následném zrychlení růstu městských stromů v metropolích. Jelikož je toto téma velmi obsáhlé, věnuji ve své práci pozornost pouze areálům mírného klimatu a soustředím se na druhy dřevin běžně se vyskytující zejména v evropských městech. Tabulka 1 na následující straně udává výčet všech použitých vědeckých názvů druhů v latinském a českém jazyce.

LATINSKÝ JAZYK	ČESKÝ JAZYK
<i>Acer platanoides</i> L.	javor mlč (Kubát 2002)
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	javor klen (Presl 1846, Kubát 2002)
<i>Acer rubrum</i> L.	javor červený
<i>Acer saccharum</i> Marshall	javor cukrový (Mareček 1994)
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	jírovec maďal (Dostál 1950), koňský kaštan (Kubát 2002)
<i>Betula pendula</i> Roth	břza bělokorá (Kříž Z. 1990)
<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K.Koch	ořechovec pekanový
<i>Fagus sylvatica</i> L.	buk lesní (Koblížek J. 1990)
<i>Juglans regia</i> L.	ořešák královský
<i>Lagerstroemia</i> spp	pukol
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	ambroň západní
<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst.	smrk ztepilý (Skalická A. & Skalický V. 1988)
<i>Pinus sylvestris</i> L.	borovice lesní
<i>Platanus</i> × <i>acerifolia</i> (Aiton) Willd. <i>Platanus</i> × <i>hispanica</i> Mill. ex Münchh.	platan javorolistý
<i>Populus tremula</i> L.	topol osika (Veleslavín 1598)
<i>Quercus nigra</i> L.	dub vodní (Mareček 1999)
<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.	dub zimní, dub drák (Presl 1846)
<i>Quercus phellos</i> L.	dub vrbolistý
<i>Quercus rubra</i> L.	dub červený
<i>Quercus virginiana</i> Mill.	dub zelenavý (Presl 1846)
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	trnovník akát (Kubát 2002)
<i>Salix nigra</i> Marshall	vrba černá
<i>Taxus baccata</i> L.	tis červený
<i>Tilia cordata</i> Mill.	lípa malolistá (Presl 1819), lípa srdčitá (Dostál 1950)
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	lípa velkolistá
<i>Tilia tomentosa</i> Moench	lípa stříbrná (Kubát 2002)
<i>Ulmus americana</i> L.	jilm americký

Tabulka 1: Seznam použitých latinských názvů druhů

Zdroje: <https://www.biolib.cz/>, <https://botany.cz/>, <https://pladias.cz/taxon/>, <http://www.theplantlist.org/>

2. Růst a vitalita dřevin

Fyziologický stav stromů je obtížné kvantifikovat, ale obvykle je posuzován na základě růstu stromů a jiných fyziologických parametrů. Vzhledem k tomu, že vitalitu stromu nelze měřit přímo, existuje mnoho různých způsobů, jak ji lze odvodit. K posouzení vitality stromu mohou být použity metody kvantifikace růstu, jako je sledování nárůstu biomasy, plocha listů nebo průměr kmene, často ve spojení s vizuálním hodnocením stromu (např. defoliace, nekrózy či barevné změny listů). Dalšími fyziologickými parametry může být například obsah fotosyntetických pigmentů v listech, rychlost fotosyntézy, vodivost průduchů či strukturální parametry rozeznatelné s použitím mikroskopu. Posuzování korunového zápoje pomocí LAI (Leaf Area Index) může posloužit spíše k hodnocení růstu celého porostu než jednotlivých rostlin (Johnstone et al., 2013). Tento Index listové plochy (LAI) se vypočítává z celkové plochy listů vztažené na 1 m² půdy, na jednotkovou plochu areálu, ve kterém se daný druh vyskytuje. Hemisférické fotografie pro odhad LAI lze použít ve větších výsadbách (např. lesy, parky), ale obvykle se nepoužívá pro jednotlivé stromy (Macfarlane et al., 2007).

V současné době je nejčastěji uváděnou metodou hodnocení vitality stromů měření fluorescence chlorofylu, protože přístrojové vybavení je přenosné a výsledky lze snadno interpretovat. Zejména při použití poměru F_v / F_m (Johnstone et al., 2013), který je měřítkem fotochemického výtěžku fotonů ve fotosystému II (Krause and Weis, 1984). F_v zde představuje maximální výtěžek variabilní fluorescence v temnostně adaptovaném stavu a F_m je maximální fluorescence. Na základě výsledku lze charakterizovat účinnost fotosyntézy a pokles hodnot poměru F_v / F_m indikuje stres působící na strom. Tuto nedestruktivní metodu lze spolehlivě použít na široké spektrum situací. Další relativně snadno měřitelnou metodou k zjištění fyziologického stavu stromu je měření výšky a průměru jeho kmene, což může indikovat relativní vitalitu u stromů. Toho se využilo například při studiu vlivu stresu suchem na růst stromů u *Acer platanoides* a *Tilia* spp (Johnstone et al., 2013).

Růst je základní vlastnost organismů, jejíž parametry jsou snadno měřitelné, tudíž se často využívá i jako základní zdroj pro získávání dat. U stromů probíhá růst dvěma způsoby, a to primární a sekundární růst. Primárním růstem se rozumí prodlužování větví a sekundárním růstem tloušťnutí větví a kmene. Primární pletiva vznikají u rostlin z apikálního meristému a u dřevin se k těmto pletivům přidávají sekundární (druhotná) pletiva. Sekundární růst je pro dřeviny charakteristický a začíná vytvořením laterálního (bočního) meristému kambia, které produkuje sekundární vodivá pletiva – deuterxylém a deuterofloém. Hlavně zvyšování množství deuterxylému vede k tloušťnutí větví a kmene a dodává rostlinnému tělu mechanickou pevnost. Neustálá produkce nových vodivých pletiv umožňuje stromu přežít časově omezenou funkceschopnost vodivých elementů, a tím mu zajišťuje dlouhou dobu života.

Právě proto kořeny a kmeny stromů přetrvávají mnoho let. Během střídání ročních období dochází k různým intenzitám růstu kmene. Začátek růstu kmene se projevuje v jarním období a od června dále se projevuje prudká eskalace růstu, dokud průměr kmene nedosáhne na podzim stabilní úrovně. V temperátním klimatu se objevuje navíc období vegetačního klidu, které je charakteristické ochranou meristémů před chladem, vysycháním a poškozením hmyzem. Spolu s dalšími parametry byla tato dynamika růstu celého organismu popsána u druhů *Tilia cordata* a *Robinia pseudoacacia* rostoucích ve městech (Moser-Reischl et al., 2019).

Vývoj listů rostlin začíná iniciací listového primordia. Expanze buněk a následná diferenciací vede ke vzniku zralého listu. V průběhu vegetačního období vzrůstá míra čisté fotosyntézy a klesá tempo respirace (Jach and Ceulemans, 2000), což bylo pozorováno na druhu *Pinus sylvestris*. Stárnutí listů je přísně regulovaný proces genovou expresí a zahrnuje řadu biochemických a fyziologických událostí, které představují konečnou fázi vývoje. Stárnutí listů je důležitou fází rostlinného života, během které se mění struktura buněk a ultrastruktura organel, zejména chloroplastů, fotosyntetický aparát je demontován a živiny se přemísťují do mladých pletiv nebo zásobních orgánů (Ianovici and Lati, 2017; Prochazkova et al., 2001). Senescence je degenerativní proces podmíněný časově a prostorově a je poslední vývojovou fází listu nebo orgánu. Studie Keskitalo (2005) se zabývala změnami v ultrastruktuře chloroplastů, a to konkrétně u druhu *Populus tremula*, kde došli k závěru, že senescenční listy s nahromaděnými antokyany vyvolávají fotooxidační stres v odezvě na stresové podmínky.

Na růst dřevin působí v průběhu ontogeneze řada vnějších i vnitřních faktorů, jejichž kombinace se odráží na celkové vitalitě konkrétního jedince. Vitalita stromů tedy může být definována s odkazem na stres, kterému byla rostlina vystavena. Stromy musí během života odolávat řadě symptomů poškození, které se mohou objevovat v reakci na celou řadu patogenů, jednotlivých stresových faktorů abiotických a biotických, či jejich různé kombinací. Některým z těchto stresových faktorů se blíže věnuji v samostatné kapitole s názvem Abiotické stresové faktory.

2.1. Růst stromů v městském prostředí

Podrobnými informacemi o struktuře, růstu městských stromů a souvisejících obecných charakteristik, jako je výška stromu, šířka a objem koruny, se zabývala studie Pretzch et al. (2015). Vzhledem k významu struktury korunového zápoje pro produktivitu porostu a biodiverzitu se mnoho studií zabývalo uzavřením koruny. Velikost koruny stromů je v této souvislosti klíčovou proměnnou, neboť koreluje s prostorem, který strom zaujímá, a s výše uvedenými fyziologickými funkcemi stromu. Plocha a objem koruny mohou být použity pro výpočet LAI či celkové biomasy listů (Binkley et al., 2013; Forrester, 2014). Studie stromů s různým sociálním postavením ukazují, že růst výšky stromů je poměrně stabilní

mezi lesním a městským prostředím. Naopak růst objemu koruny stromů a průměru kmene stromů je velmi citlivý na konkurenci, a právě na těchto znacích se projevuje působení prostředí na růst stromů. Při nerovnoměrném růstu způsobeném ztíženými podmínkami ve městě (např. výsadba podél cest nebo v parcích) nemusí vždy platit alometrické vztahy pro odhad biomasy odvozené u stromů rostoucích v lese, tj. které vyrostly při velmi nízké konkurenci, ale je třeba je brát v úvahu (Pretzsch et al., 2015).

Zmíněné studie v následujících kapitolách ukazují významný vliv kombinace mnoha faktorů klimatické změny a městského prostředí na růst dřevin. Především zvyšující se teplota doprovázená prodloužením vegetačních období a kolísajícími srážkami v průběhu roku může zvýšit růst stromů v mírných klimatických pásmech (Pretzsch et al., 2017). Vyšší tempo růstu městských stromů úzce souvisí s městským klimatem, které je charakterizováno efektem městského tepelného ostrova. Kombinace účinků tohoto efektu a globální změny klimatu urychluje růst listnatých stromů v průměru o 35 %, z čehož 21 % připadá důsledkům vlivu globální změny klimatu a 14 % efektu městského tepelného ostrova (Pretzsch et al., 2017). V teplejších a sušších zónách je růst navíc limitován dostupností vody. Tento jev platí zejména pro situace v městských centrech, kde výrazný účinek výkyvu teplot může omezení růstu spojené s nedostatečným přísunem vody zhoršit. Právě teplota je hlavním ukazatelem, od kterého se odvíjí celkové klima v městském prostředí. Samozřejmě dochází neustále k fluktuacím teplot, jak ve střídání ročních období, tak během dne. Rozdíly denní povrchové teploty a teploty vzduchu v uzavřených městských centrech jsou řádově až o 10 °C vyšší než v lesním prostředí (Shepherd, 2005). Z pohledu výsadby konkrétních lesních druhů dřevin jsou tyto teplotní rozdíly významné a je zapotřebí k nim přihlížet (viz kap. Teplota, sucho, srážky). Zdá se, že přínosy dřevin v městském prostředí převažují nad známými negativními účinky, avšak zrychlený růst může také znamenat rychlejší stárnutí a zkrácení života stromů.

Stromy jsou významnými prvky městského ekosystému a mají velkou řadu funkcí, jako je především vstřebávání škodlivin či snižování teploty v městských tepelných ostrovech. Lidé se naučili využívat stromy ve městech, aby si zajistili lepší prostředí pro život. Zároveň je velmi důležité pozastavit se nad tím, jak se každý konkrétní druh dřeviny, jakožto imobilní organismus, vyrovná s nástrahami urbánního prostoru. Městské oblasti představují náročné prostředí pro život stromů, které se liší do značné míry od podmínek, za kterých se vyvinula většina našich původních dřevin (Pauleit, n.d.). U dřevin se jedná spíše o míru tolerance a individuální aklimaci k daným podmínkám.

Považujeme za skutečnost, že je mnoho faktorů ovlivňujících růst městských stromů. Ve srovnání s lesními porosty jsou městské stromy již více ovlivněny měnícími se klimatickými podmínkami. Díky tomu nám městské oblasti poskytují příležitost prozkoumat reakci různých

druhů dřevin na změnu klimatu. Rozdíly v podmínkách prostředí mezi oblastmi s vysokou a nízkou hustotou porostů ve městech tak mohou být velké, zatímco vzdálenost mezi stromy v porostu je malá. V lesích jsou na úrovni funkce celého porostu jakékoli poškození či nedostatky jedinců snadno kompenzovány sousedními stromy. Naopak v případě městské roztroušené výsadby, osamoceně rostoucích stromů v ulicích nebo parcích, kompenzační mechanismus mezi jedinci pro funkci ekosystému nefunguje (Dahlhausen et al., 2018). Spolu s estetickými a kulturními hodnotami poskytují stromy další ekosystémové služby, jako je filtrování částic ze vzduchu (viz podkapitola 5.1. Vzdušné znečištění), zvyšování biodiverzity nebo sekvestrace uhlíku (viz kapitola 6. Sekvestrace uhlíku).

Nejen abiotické stresové faktory mohou zapříčinit změnu růstu dřevin. Dalším významným faktorem je věk a mechanismus, jakým se odráží věk na vitalitě stromu. Dřeviny se dožívají běžně desítek až stovek let. Druhy *Juglans regia*, *Aesculus hippocastanum* a *Tilia platyphyllos* jsou široce používány pro pěstování v městských oblastech a studie věnující se těmto druhům se zaměřila právě na stáří stromů a na analýzy spojené s relativním obsahem vody v listech během let a v rámci ročních období. Listy lípy obsahovaly vyšší podíl vody a minerálních látek v jarních měsících, na rozdíl od těch podzimních. U starších a nemocných stromů se na listech objevil nižší obsah vody a viditelně se to projevilo u takových jedinců snížením počtu listů (Ianovici and Lati, 2017). Listy byly menší a to mělo za následek snížení funkčnosti celého korunového zápoje.

Je tedy důležité uvědomit si, že na vitalitu daného druhu působí velká řada faktorů a jejich komplexní výzkum je nutný pro zjištění, zda změny souvisejí s věkem, zda jsou spojeny s vlivy městského prostředí, anebo následky napadení škůdci (Ianovici and Lati, 2017). Volně žijící druhy se na svých přirozených stanovištích musí samy vyrovnat s nástrahami prostředí pomocí konstitutivních a inducibilních obranných mechanismů. Konstitutivní mechanismy jsou takové, které má daný organismus bez ohledu na setkání s parazitem (např. přítomnost kutikuly, pryskyřic, atd.) a inducibilní se spouštějí po setkání s parazitem (např. syntéza některých sekundárních metabolitů). Naopak pěstovaným druhům ve městech se alespoň z části věnuje vyšší pozornost, dochází k antropogenní činnosti a případnému zásahu člověka. To je dalším zdrojem odlišností v růstu, které nastávají právě kvůli oblasti, ve které se daný druh vyskytuje.

3. Klimatická změna a její důsledky pro růst dřevin

Městské prostředí má výrazně odlišné biofyzikální rysy od okolních venkovských oblastí (Gill et al., 2007). Patří mezi ně odlišná výměna energie, která vytváří městský tepelný ostrov, a změna v hydrologii, jako je zvýšený odtok dešťové vody na povrchu. Tyto změny jsou zčásti výsledkem pozměněného povrchového pokrytí městské oblasti. Například plochy méně pokryté vegetací mohou mít tendenci se díky nižší evapotranspiraci méně ochlazovat, navíc zvýšení nepropustných povrchů, jakým je beton a asfalt, vede ke zvýšení povrchového odtoku. Změna klimatu tyto charakteristické rysy výměny energií ve městech zesílí. Klimatická změna se projevuje vyšší teplotou vzduchu, změnou v množství a distribuci srážek a odlišným podnebím mezi městskými oblastmi a volnou krajinou. To způsobuje různé mikroklima, odlišné životní podmínky stromů a následně se může projevit na jejich vitalitě a růstu.

Na klimatické podmínky stromy velmi citlivě reagují také změnami v biochemickém složení listů. Studie Ianovici a Lati (2017) zkoumala rozdíly ve vlastnostech listů stromů *Juglans regia*, *Aesculus hippocastanum* a *Tilia platyphyllos*, které rostou v městském prostředí. *Aesculus hippocastanum* je široce používán pro stín, který poskytuje a okrasné účely v ulicích, zahradách, veřejných parcích, uličkách, kampusech a dalších velkých městských prostorech. *Tilia platyphyllos* je odolná vůči suchu, suchému větru a nízkým teplotám, je vhodná pro komerční a ochrannou výsadbu. Při srovnání aklimačních strategií listů *Tilia platyphyllos*, se zjistilo, že slunné listy byly lépe chráněny před stresem než stinné listy, protože obsahovaly více antioxidantů a pigmentů absorbujících UV záření (Majer et al., 2014). Rozdíly mezi slunnými a stinnými listy u listnatých dřevin jsou také v morfologii. Slunné listy mají lepší transpirační chlazení způsobené tenčí hraniční vrstvou na okrajích.

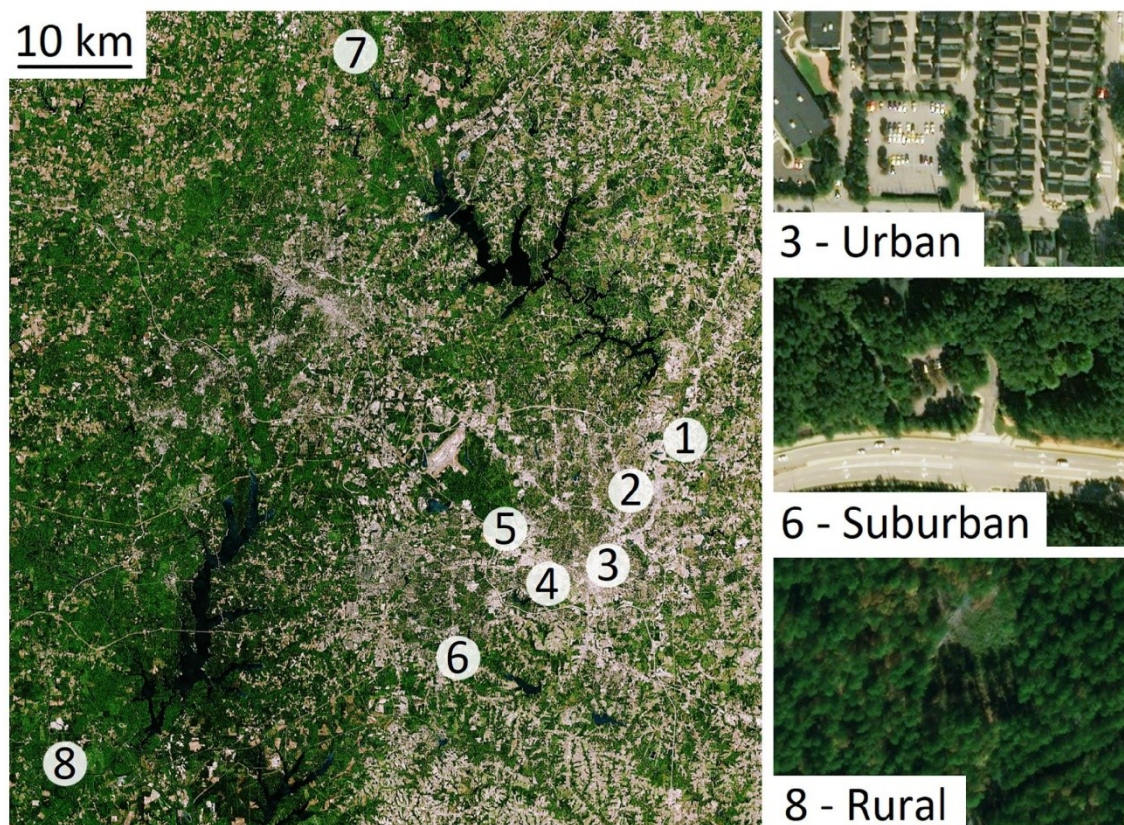
Urbanistické makroekonomické studie mohou poskytnout významný pohled na dopady změny klimatu a zásahu člověka do ekosystémů. Městské stromy jsou vysazeny v podnebí, které je mnohdy odlišné od klimatických podmínek původní populace. Teplota zůstává silným filtrem v městských populacích v celém teplotním rozsahu. Zvýšení teploty způsobené kombinovaným účinkem městského teplého ostrova a globální klimatickou změnou bude mít pravděpodobně významný dopad na populace městských stromů po celém světě (Kendal et al., 2018; Pretzsch et al., 2017).

4. Vliv urbanizace na dřeviny

V současné Evropě žijí v městských nebo příměstských oblastech přibližně tři čtvrtiny obyvatel. Společně s trendem urbanizace počet obyvatel ve městech narůstá, a tím postupně nastává zvětšování rozlohy měst (Dahlhausen et al., 2018; Pretzsch et al., 2017). Na základě výpočtů OSN se počet obyvatel ve městech do roku 2030 zvýší o více než 60 % a do roku 2050 bude dosahovat úrovně o téměř 70 % vyšší, než je aktuální stav (United Nations, 2018).

V městském prostředí dochází ke změnám klimatu a dalších podmínek, jako jsou nižší hodnoty evapotranspirace, neboli celkového výparu z povrchu v důsledku vysokého stupně utěsnění povrchu, silnější absorpce krátkovlnného záření umělými povrchy v důsledku vícenásobného odrazu budov nebo nižší rychlost větru (Dahlhausen et al., 2018) oproti mikroklimatu ve volné krajině. Hlavním problémem je ale vzrůstající znečištění ovzduší (viz kapitola 5.1. Vzdušné znečištění). V tomto kontextu jsou městské stromy a jejich klíčová úloha pro veřejné zdraví a kvalitu života vysoce ceněny. Iniciativa pro výsadbu stromů je ve městech aktivně prosazována. Účinné plánování a řízení výsadby městských stromů, jako je umístění a konfigurace výsadby stromů, hustota stromových porostů a výběr druhů, zaměřené na podporu ekosystémových služeb závisí v konečném důsledku na důkladném poznávání růstového chování stromů v městském prostředí (Pretzsch et al., 2015). Dřeviny jsou člověkem hojně využívány jako základní nástroj pro městské plánování a jsou schopny se přizpůsobit nepřirozenému prostředí.

Městské stromy hrají v mnoha směrech důležitou roli pro ekologii měst při zmírňování environmentálních problémů v městských prostorech: zlepšují kvalitu ovzduší, regulují mikroklima, zlepšují lidské zdraví, zmírňují efekt městského tepelného ostrova, posilují udržitelnost měst, zajišťují dobré životní podmínky, snižují hluk a v neposlední řadě působí jako významný estetický, rekreační a kulturní prvek. Schopnost městského stromu reagovat na změny životního prostředí, včetně oteplování, je kritickým faktorem jeho schopnosti poskytovat ekosystémové služby (Lahr et al., 2018). Výstavba měst je samozřejmě umělým zásahem do ekosystému a je částečně absurdní, že po vykácení původních druhů stromů z krajiny se opět využívá přírodu k tomu, aby zlepšily kvalitu života. Příležitosti pro vytváření nových oblastí zelených ploch ve městech jsou však často omezené. Na obrázcích z ptáčích perspektivy (Obrázek 1) jsou viditelné rozdíly v charakteru porostu a zápoje druhu *Acer rubrum* v různých zónách města: ve výsadbě v městském prostředí (3 - Urban), oproti předměstským oblastem (6 - Suburban) a venkovskému prostředí (8 - Rural) (Lahr et al., 2018). Na první pohled je viditelné, že stromy jsou v městských oblastech velice limitovány prostorem.



Obrázek 1: Letecký snímek městských stromů v oblastech s různou hustotou osídlení a různou mírou limitace prostorem. Čísla 1-8 znázorňují zkoumané skupiny stromů, vpravo v detailu příklady koronového zápoje a prostorové limitace pro stanoviště klasifikovaná jako městské (3 - Urban), příměstské (6 - Suburban) a rurální / venkovské (8 - Rural). Převzato z: Lahr et al. (2018).

Hlavní příčinou vzniku městských tepelných ostrovů je urbanizace, jejíž rysy jsou mimo jiné výstavba budov a pokrytí původní plochy nepropustným materiálem. Je dokázané, že takové povrchy se daleko rychleji ohřívají a vykazují výrazně vyšší teploty než plochy pokryté zelení (Armson et al., 2012). Evapotranspirační chlazení a stínění stromů jsou důležitými prvky, které působí proti negativním vlivům městského klimatu snížením ozáření, teploty vzduchu a povrchu (Gillner et al., 2014). V přirozených ekosystémech dochází k hospodaření s vodou, k zadržování vody v půdě, která může být nadále využívána rostlinami a dalšími organismy v ekosystému. Zatímco v rámci městského zařízení dochází spíše k odtoku vody či vysokému výparu a následovnému nedostatku vody pro rostliny, což se řeší pomocí mnoha zavlažovacích systémů. Náklady na výrobu a provozování městských zavlažovacích systémů jsou zátěží pro životní prostředí (Lane et al., 2015).

Distribuce většiny evropských stromů se od posledního zalednění neustále měnila. Typickým příkladem je významný jehličnatý druh *Picea abies*. Na základě předešlých zkušeností o pomalu reagujícím systému městských dřevin můžeme lépe predikovat nastalé změny v městském prostředí. Poznání minulosti, v pomalu reagujícím systému, je velmi cenné při předvídání tempa a směru budoucích změn. V rámci areálů dochází k neustálé dynamice

rozšiřování druhů, která je důsledkem dřívější distribuce, modifikována současnou či nedávnou výsadbou a interakcí se současným klimatem (Bradshaw et al., 2000). Dnešní podoba zelené infrastruktury měst se odvíjí od toho, jak přibližně vypadala před mnoha lety. Je důležité znát dřívější podoby a čerpat z již získaných znalostí, i když se v dnešní době již natolik nepodobají a dochází ke změnám a adaptaci na současnost. Například tam, kde se v minulosti nacházela lesní oblast, došlo k umělému zásahu do ekosystému a v dnešní době se na stejných místech objevují města a menší parky. Vzhledem k zrychlené transformaci krajiny urbanizací se zvyšuje potřeba ochrany zbývajících přírodních stanovišť především k zachování biologické rozmanitosti (Kowarik, 2011).

5. Abiotické stresové faktory

Industrializace a globalizace mají za následek znečištění všech tří částí zemského obalu, včetně pedosféry, hydrosféry a atmosféry, které je jedním z faktorů ovlivňujících a zapříčiňujících klimatické změny. Postupné šíření znečišťujících látek ovlivňuje biodiverzitu po celém světě. V posledních letech vzrostl zájem o ekofyziologické téma klimatických změn a zároveň postupnou přirozenou selekci či adaptaci organismů na tyto neustále probíhající změny. V případě znečištění ovzduší se u většiny rostlin jedná spíše o určitou míru tolerance.

Rostliny mají významný podíl na snižování množství znečišťujících látek, které se především v městských prostředích vyskytují. Z různých studií jsme dobře informováni o růstu dřevin v lesích, není však jasné, zda lze tyto znalosti jednoduše přenést do městského prostředí. Je dokázáno, že dochází k rychlejšímu růstu u městských stromů (Pretzsch et al., 2017). Probíhající urbanizace znamená změny místního klimatu a dalších podmínek prostředí. V důsledku toho může být průměrná roční teplota vzduchu ve velkých městech až o 3 °C teplejší než v okolních venkovských oblastech. Spolu se zvýšenou teplotou vzduchu jsou ve městech naopak nižší frekvence srážek ve srovnání s venkovským prostředím (Pretzsch et al., 2017). Je důležité si uvědomit, že v městském prostředí se následně probírané stresové faktory: vzdušné znečištění, limitace prostorem, zvýšená teplota, sucho a srážky, nevyskytují samostatně, nýbrž ve většině případů dochází k jejich vzájemné interakci.

5.1. Vzdušné znečištění

Míru tolerance rostlin vůči znečištění ovzduší je možné měřit. K tomu se používá tzv. APTI index (Air Pollution Tolerance Index) a výsledná hodnota pomáhá při výsadbě nejvhodnějších druhů v postižených oblastech (Pandey et al., 2015; Rai and Panda, 2014; Veni, n.d.). APTI index je založen na čtyřech biochemických parametrech, které určují, zda se jedná o tolerantní nebo citlivý druh vůči znečištěnému ovzduší. Těmito parametry je relativní obsah vody v listech, pH listového extraktu a obsah kyseliny askorbové

a fotosyntetických pigmentů v listech. Všechny 4 parametry tvořící APTI index mohou být použity jako tzv. nespecifické indikátory stresu a v reakci rostliny na různé nepříznivé podmínky včetně znečištění atmosféry se jejich obsah snižuje. Čím vyšší je hodnota relativního obsahu vody v listech, tím je daný druh tolerantnější ke znečišťujícím látkám. Stromy s nižším pH listového extraktu jsou citlivé, zatímco rostliny s pH kolem 7 jsou mnohem tolerantnější. Hodnota pH může být ovlivněna znečištěním ovzduší v závislosti na citlivosti stomatálů. Kyselina askorbová je hlavním antioxidantem, který chrání rostliny před poškozením znečišťujícími látkami a vyšší obsah kyseliny askorbové je známkou tolerance stromů vůči znečištění. Posledním ze zmíněných parametrů, dle kterých se hodnotí míra APTI indexu, je obsah chlorofylu v listech. Degradace fotosyntetických pigmentů, a to zejména chlorofylu a + b, vede ke sníženému obsahu chlorofylu v listech, čímž se stává strom citlivější. Citlivé druhy se používají jako bioindikátory znečištěného ovzduší a tolerantní druhy pomáhají snižovat znečištění. Ze studie Rai and Panda (2014) vychází, že se hodnota APTI indexu snižuje ve znečištěném prostředí. Jiná studie Alhesnawi et al. (2018) klasifikovala rostliny v závislosti na jejich toleranci na znečištěné ovzduší podle APTI indexu do čtyř skupin. APTI hodnota v rozmezí od 30 do 100 charakterizuje tolerantní rostliny, od 17 do 29 středně tolerantní, 16 až 1 citlivé a menší než 1 jsou velmi citlivé rostliny.

Komplexnost městského prostředí výrazně ovlivňuje výsadbu a pěstování stromů, které zde rostou. Opadavé listnaté stromy jsou považovány za odolnější vůči znečištění než mnoho jehličnatých druhů (Beckett et al., 1998). Jehličnany jsou zase považovány za účinnější při zachycování škodlivých částic z ovzduší a mají potenciál hromadit znečišťující látky po celý rok, oproti listnatým druhům. V oblastech s velmi znečištěným ovzduším je prosazována výsadba listnatých stromů, což vychází zejména ze skutečnosti, že u většiny listnatých stromů dochází každoročně k defoliaci. Tím listnaté stromy obnovují svůj fotosyntetický aparát, který funguje jako filtr znečištění, tj. jejich listy, čímž se snižuje jejich celkové roční zatížení toxickými částicemi. Opad listů může dále způsobit to, že se tyto toxické částice hromadí v půdě, což způsobuje další fyziologické poškození, a to zejména v kořenovém systému (Beckett et al., 1998). Škodlivé plyny, nacházející se v ovzduší, mohou přímo působit na vitalitu stromů a zapříčinit nekrózy, žloutnutí listů či degradaci pletiv. Mezi tyto polutanty patří především oxid uhelnatý (CO), oxid dusičitý (NO₂), oxid siřičitý (SO₂), přízemní ozon (O₃), či zvýšená koncentrace CO₂ (Ning et al., 2016; Nowak et al., 2006). Po zachycení částic se na listech začínají projevovat jejich toxické účinky. Dané poškození může být akutní či chronické. Pro akutní poškození je typický krátký interval, po který je strom vystaven vysokým koncentracím polutantů. Při chronickém poškození je naopak strom dlouhodobě vystaven emisím při menších koncentracích (Steubing a kol., 1989).

Odolnost vůči znečištění ovzduší se mezi jednotlivými druhy velmi liší, stejně jako účinnost absorpce znečišťujících látek. To má významný dopad na výsadbu a správu vhodných druhů v městských oblastech (Beckett et al., 1998). Veškeré zmíněné polutanty a malé částice jsou celoročně sekvestrovány pomocí stromů a keřů. Účinnost odstraňování látek znečišťujících ovzduší pomocí stromů je odhadována až na hodnotu 96 tun látek za rok ve velkých městech, přičemž největší hodnoty byly zjištěny pro ozon (Ning et al., 2016). Některé podmínky měst negativně ovlivňují míru růstu stromů, např. expozice ozonu snižuje rychlost fotosyntézy (Hardiman et al., 2017). Stromy s velkou plochou listů jsou pro účel vychytávání škodlivin z atmosféry považovány za nejefektivnější druh vegetace (McDonald et al., 2007; Sæbø et al., 2012). Důvodem je především to, že velikost a struktura korun stromů vede k turbulentním pohybům vzduchu, které zvyšují ukládání škodlivých částic na listech (Fowler et al., 1989). Kvantifikace bioakumulace těžkých kovů na listech ukazuje, že stromy *Tilia platyphyllos* mají největší akumulaci kapacitu pro zinek, což znamená, že všechny mohou být použity jako indikátory pro biomonitoring znečištění zinkem. Druh *Aesculus hippocastanum* byl naopak určen jako možný biomonitor znečištění těžkými kovy, přičemž k poškození listů znečištěním docházelo především na horní a jižní straně koruny (Ianovici and Lati, 2017).

Stromy zachycují částice prostřednictvím řady jednoduchých fyzikálních procesů. Účinnost stromů v absorpci částic vyplývá především z velikosti povrchu koruny. Zdůrazňována je důležitost listových znaků pro akumulaci škodlivých částic (PM = Particulate matter = pevné částice) způsobujících vzdušné znečištění (Sæbø et al., 2012). Obecně se zvyšuje účinnost absorpce částic stromy, pokud jsou povrchy jejich listů a borky drsné nebo lepkavé, či pokud jsou na listech přítomné trichomy. Ze studie Sæbø et al. (2012) vychází jako vhodný druh pro zadržování škodlivých částic *Betula pendula*, u nějž se při měření projevil pozitivní vztah mezi akumulací škodlivin, hustotou trichomů na listech a množstvím listových vosků. Povrch listů *Betula pendula* byl bohatý na vosky a nahromadila se v nich většina škodlivých částic, což ilustruje potenciál pro výběr druhů, které mohou hromadit více znečištění v městských oblastech. Chemické složení a struktura vosků mohou být také významné pro filtraci znečišťujících částic. Na základě studie Burkhardt (2010) se považují vosky s vláknitým typem krystalické struktury jako účinnější oproti ostatním typům.

Zjištěné hmotnosti nahromaděných PM na listech na konci sezóny samozřejmě nelze neodpovídají celkové hmotnosti PM uložených na listech během celého vegetačního období. Rostliny jsou vystaveny opakovaným povětrnostním a dešťovým podmínkám, které odstraňují prach z jejich povrchů. Nečistoty poletující v ovzduší navíc mohou mít různé osudy, např. mohou být omyty na zem a infiltrovány do půdy, nebo mohou zasáhnout jiné povrchy. Z tohoto důvodu je potřeba modelování procesů znečištění po celou sezónu. Znečištění působí dlouhodobou akumulaci PM, která se projevuje na rostlině odpovídajícím způsobem. U jehličí

Pinus sylvestris byla pozorována eroze vosků v blízkosti zdrojů vzdušného znečištění (Kupcinskiene and Huttunen, 2005). Přestože drsnější a chlupaté listy mají schopnost zachytit více PM než listy bez heterogenního povrchu, druhy borovic vykazovaly mimořádně vysokou akumulaci PM, a to navzdory tomu, že listy jsou bez chlupů nebo drsných povrchů (Sæbø et al., 2012). Dlouhé úzké jehlice, které jsou pro borovice typické, mohou být snadněji zasaženy částicemi ve vzduchu než velké a ploché listy, které mají silnější hraniční vrstvy. Borovice jsou tedy navrhovány pro využívání v městských oblastech, protože mají schopnost zachytit velké množství PM, včetně období zimních měsíců, kdy jsou koncentrace znečištění nejvyšší. Jehličnany by naopak neměly být v přední linii např. na okrajích silnic, kde jsou nejvyšší koncentrace soli a znečištění v půdě. Výjimkou může být rod *Taxus*, kterému se daří dobře i v centrech měst a v blízkosti silnic (Sæbø et al., 2012). Znalosti o schopnostech některých druhů stromů a keřů, které účinně zachycují PM, by měly být dobrým základem pro výběr rostlin ke zlepšení kvality ovzduší v ohrožených lokalitách městského prostředí.

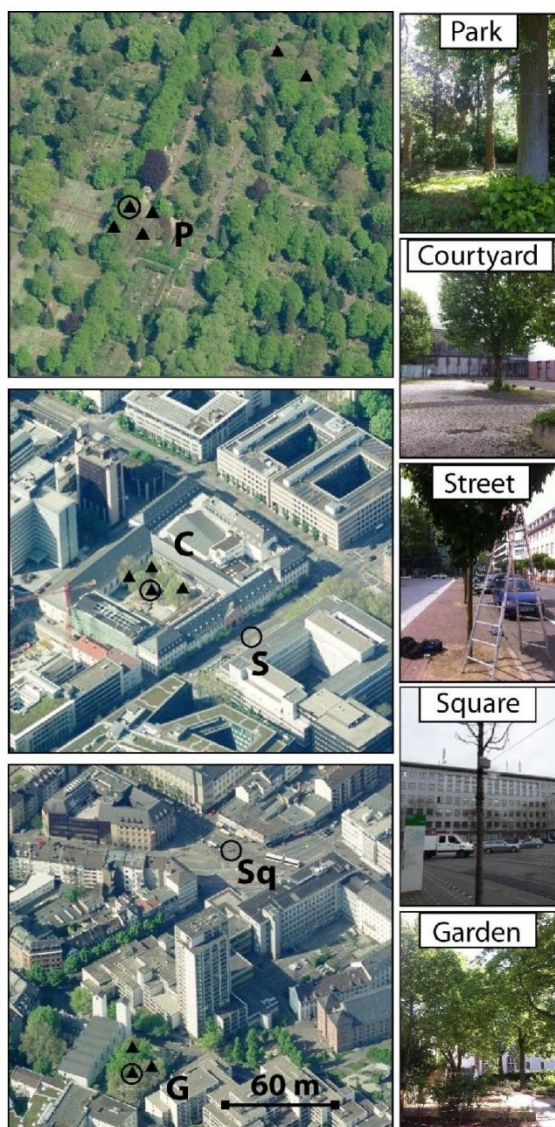
5.2. Limitace prostorem

Stromy nejsou jedinými rostlinnými organismy, které se v městských oblastech vyskytují. V rámci městského ekosystému existuje potenciál pro přirozený výběr v důsledku interakcí veškeré vysazené zeleně. Rychle rostoucí a interagující rostliny soutěží o zdroje, jejichž nedostatek by mohl omezit růst, přežití a reprodukci. Stromy se mohou navzájem přizpůsobit například navázáním vztahů přes mykorhizu, a tato adaptace zvyšuje rychlost jejich růstu (Grady et al., 2017). Oproti stromovým druhům se v půdě nacházejí také houbové organismy, které v symbióze s kořeny stromů vytvářejí efektivní společenstvo. Stromové druhy ve městě často čelí drsným podmínkám životního prostředí, které mají obecně vyšší efekt v půdě (Yu et al., 2018). Půda se jako hlavní zdroj minerálních látek, které jsou společně s vodou absorbovány kořenovou soustavou, podílí významně na celkové vitalitě stromů. Základní parametry půdy ve městě s sebou nesou řadu problémů, kterými jsou především chemické složení substrátu, jeho textura, zhutňování půdy, výkyvy mezi nedostatkem a přebytkem vody, deficitem živin nebo malý prostor pro zakořenění (Martinová et al., 2016; Yu et al., 2018). Kromě toho se může objevit stres z podpovrchového znečištění a mechanických poruch (Dahlhausen et al., 2018). Kontaminace půdy ve městech může vést ke snížení výměny kyslíku a vody v půdě, což má za následek okamžité i dlouhodobé negativní účinky na zdraví a růst stromů. Klíčovým faktorem pro překonání těchto problémů je zdravý kořenový systém.

V lesích tvoří většina stromových druhů vzájemné vztahy s mykorhizními houbami, což oběma stranám poskytuje řadu výhod. Konkrétně studie Martinová et al. (2016) se zaměřila

na závislost druhové bohatosti a složení komunit ektomykorhizních hub u druhu *Quercus robur* na kompaktnosti půdy v gradientu lesa a města. Ektomykorhizní houby vytváří kolem kořene tzv. hyfový plášť, díky němuž se výrazně zvyšuje savá plocha celé kořenové soustavy a u stromů se tak snižuje stres z nedostatku vody. Houby také shánějí půdní organickou hmotu a dodávají do stromu mineralizované živiny, jako je fosfor a dusík. Většina studií uvádí, že druhové bohatství ektomykorhizních hub v městských oblastech je nižší než ve venkovských oblastech.

Pravidelný a dostatečný přísun vody má zásadní význam pro růst stromů a právě ve městech je toto často narušeno nepropustnými povrchy, které brání pronikání vody do kořenové zóny. Studie Yu et al. (2018) se zaměřila na evropská centra a sledovala druh *Tilia tomentosa*, který byl ve studovaném areálu vysazován za dvou rozlišných podmínek. Stromy byly vysazeny v malých půdních jámách nebo pásech obklopených vysoce utěsněnými povrchy. Příkladem takových povrchů je beton, dlažba nebo asfalt. Druhou z podmínek je otevřený prostor, kde jsou stromy vysazeny v prostorných půdách a typickým příkladem jsou zde parky. Vysoce utěsněné podmínky výsadby negativně ovlivňují zdravotní stav a fenologii městských stromů (např. urychlily stárnutí listů) ve srovnání s neuzavřenými stromy. Pro konkrétní představu výsadby ve městech může sloužit Obrázek 2, kde jsou pohromadě snímky umístění stromů v parku (P), ve vnitrobloku (C), na ulici (S), v zahradě (G) a na náměstí (Sq). Stromy pěstované v utěsněných a neuzavřených podmínkách se lišily také v optických vlastnostech listů. Studie Yu et al. (2018) prokázala, že negativní účinky utěsněného substrátu mohou být odhadnuty metodami monitorování optických vlastností listu, což dokazuje velký potenciál optických vlastností při posuzování zdravotního stavu stromu.



Obrázek 2: Umístění sledovaných lokalit v parku (P), ve vnitrobloku (C), na ulici (S), v zahradě (G) a na náměstí (Sq). Převzato z: Lindén, Fonti, a Esper (2016). Zdroj snímků z ptačí perspektivy: www.bing.com/maps.

5.3. Zvýšená teplota

Stromy jsou v městském prostředí vystaveny stresu, který je způsobený zvýšenou teplotou, nízkou vzdušnou vlhkostí a nedostatkem vody v půdě (Gillner et al., 2014). V důsledku veškerých již zmiňovaných měnících se podmínek prostředí může být průměrná teplota vzduchu ve velkých městech až o 10 °C vyšší než v okolních rurálních oblastech (Dahlhausen et al., 2018). Teplotní rozdíl mezi lesním a městským prostředím se mění s velikostí hustoty porostů a četností osídlení. Zatímco růstové vzory lesních porostů nelze přenést do městských podmínek, analýza městských stromů by mohla sloužit jako možnost předpovědět budoucí růstové chování lesních porostů. Vysoce hustě osídlené oblasti stromy vykazují rychlejší růst s rostoucí teplotou vzduchu a s klesajícími srážkami, což naznačuje, že změna klimatu by mohla vést k vyšším rychlostem růstu (Dahlhausen et al., 2018), než dojde k limitaci vodou (viz kapitola 5.4. Sucho a srážky). Analýzy korelací růstu stromů a klimatu

ukazují, že teploty a dostupnost vody od dubna do července v průběhu daného roku a v létě a na podzim předchozího roku jsou hlavními určujícími faktory pro radiální růst (Gillner et al., 2014).

Při zkoumání vlivu teploty na konkrétní druhy dřevin se uplatňují znalosti o jejich strategii růstu a ontogenezi. Je například známo, že úspěšné opylení květů *Tilia cordata* se vyskytuje během mimořádně teplých let (Bradshaw et al., 2000). To je jeden z důvodů, proč jsou lípy natolik významné pro městské prostředí a proč jsou hojně vysazovány právě v centrech s již zmiňovanou vlastností městského tepelného ostrova. U druhů listnatých stromů je jedním z klíčových faktorů pro toleranci vysokých teplot městského prostředí velikost listů. Chladicí účinek městských stromů je druhově specifický a stromy s malými listy, jako například různé druhy lípy, vykazují nižší teplotní rozdíl mezi teplotou listů a okolním vzduchem a při velmi vysoké teplotě okolního vzduchu (nad 35 °C) mají vyšší potenciál ochlazovat bezprostřední okolí (Dahlhausen et al., 2018).

Ve studii Moser-Reischl et al. (2019) byl zaznamenán výrazný efekt městského tepelného ostrova se zvýšenými teplotami městských oblastí ve srovnání s venkovskými oblastmi. Dendrochronologickým přístupem porovnávání dvou druhů *Tilia cordata* a *Robinia pseudoacacia* se došlo k výsledkům, že i přes to, že byly stromy v obou lokalitách vysázeny přibližně ve stejné době, lišily se morfologicky i strukturou dřeva. Zatímco *R. pseudoacacia* je rychle rostoucí průkopnický druh, *T. cordata* roste pomaleji v raném věku a následuje stálý růst v pozdějším stádiu. Přestože stromy *R. pseudoacacia* byly mladší, měly větší stromové struktury než stromy *T. cordata*. Naopak v posledních dvou letech se objevil zrychlený růst *T. cordata*, což může být důsledek sušších období než v předešlých letech. Druh *Tilia cordata* je vysoce tolerantní vůči vlnám horka, suchu a zastínění, v čemž má při přizpůsobování se podmínkám oteplování důležitou výhodu oproti ostatním druhům. Po období sucha se ale růst lípy opět zpomalil, zatímco zástupci druhu *R. pseudoacacia* rostli opět lépe, a proto je tento druh považován za vhodnější pro výsadbu.

Zvýšení plochy travních porostů v městských oblastech napomáhá snížení efektu městského tepelného ostrova a mnoho malých ploch travních porostů je efektivnějších než jedna velká plocha (Armson et al., 2012). Četné studie ukázaly, že procentuální pokrytí vegetace negativně koreluje s teplotami, což naznačuje, že místa s vyšším poměrem krytí zelenými plochami mají chladnější termální prostředí (Adams and Smith, 2014; Guo et al., 2015; Huang and Cadenasso, 2016; Zhou et al., 2014). Stromy však zlepšují mikroklima transpiračním chlazením efektivněji a výrazně lépe než tráva, která rychleji vysychá. Fyziologické funkce stromů a jejich vodní režim jim přináší řadu výhod. Stromy jsou schopné čerpat vodu z větší

hloubky a mají značné zásoby vody v kmenech, které mohou využít při jejím akutním nedostatku v půdě.

Na člověka, lidské zdraví a celkově na městské prostředí mají extrémní události, jako jsou vlny horka, negativní účinky. Zelené plochy ve městech, např. parky, zahrady nebo pouliční stromy, zlepšují tepelné podmínky pro lidský blahobyt. Zeleň ve městě je velmi důležitá, protože absorbuje a odráží sluneční záření, čímž dochází ke snižování teploty ovzduší zhruba o 1-2 °C, a to zejména v letních měsících (Armson, Stringer, a Ennos 2012). Nicméně přehled (Bowler et al., 2010) ukázal, že chlazení z městských zelených ploch je obecně o něco silnější v noci a noční účinky také dominují v nezavlažovaných parcích (Lindén et al., 2016). Nejvyšší efekt městského tepelného ostrova je dosažený v ulicích či v centru města, například na náměstí (viz Obrázek 2). Naopak znatelné teplotní rozdíly jsou v parcích nebo zahradách, a to díky chladicímu účinku stromů. Právě ojedinělá funkce stromů v rámci ochlazování měst je zefektivněna vzrůstajícím korunovým zápojem.

5.4. Sucho a srážky

Zatímco teplota vzduchu se mezi centrem města a lesním prostředím liší jen okrajově, srážky vykazují v posledních dvou desetiletích pozoruhodný pokles pro městské prostředí (Dahlhausen et al., 2018). Toto snížení dostupnosti vody v městských oblastech by mohlo být jedním z důvodů pro pokles růstu mladých stromů v oblastech s vysokou hustotou osídlení, zatímco odpověď starších stromů na tuto změnu by se projevila zvýšeným růstem. Starší stromy mají lepší předpoklad k vyrovnání se nižší distribuci srážek, protože by mohly být obecně lépe přizpůsobeny omezeným dodávkám zdrojů vody než mladší stromy (Dahlhausen et al., 2018). Oproti tomu v jiných studiích, kde zkoumali autoři lesy a městské stromy, zjistili, že mladé stromy jsou tolerantnější k městským podmínkám, protože mají rychlejší růst v městských oblastech (Quigley, 2004). V oblastech s vysokou hustotou osídlení vyšší teplota vzduchu vede k zvýšenému tempu růstu, zatímco opačný princip funguje v oblastech s nízkou hustotou zalesnění.

V odezvě na teplotu a srážky se však zjistily odlišné druhově specifické rozdíly. Během studovaného období se negativní vliv teploty a sucha na radiální růst v letních měsících zvyšoval u druhů *Acer platanoides* a *Acer pseudoplatanus*, zatímco u *Quercus petraea*, *Quercus rubra* a *Platanus hispanica* nedošlo ke změnám. U druhů *A. platanoides* a *A. pseudoplatanus* byl zjištěn vyšší počet let, kdy parametry vitality vykazovaly negativní hodnoty, a výrazný pokles růstu v období sucha, naopak *Q. petraea* a *Q. rubra* vykazovaly častější pozitivní hodnoty ukazatelů vitality, ale žádné významné snížení růstu během sucha (Gillner, Bräuning, a Roloff 2014).

Jak uvádí Friedrichs et al. (2009), účinky klimatických parametrů na růst stromů jsou u ostatních dřevin ještě výraznější než u zmiňovaného druhu *Tilia cordata*. Ve své studii zkoumali růstovou odpověď druhů *Fagus sylvatica*, *Pinus sylvestris* a *Quercus petraea* v nízkohorských lesních lokalitách, kde zjistili, že dostupnost vody může být hlavním parametrem limitujícím růst. Stav vody v listech úzce souvisí s některými fyziologickými parametry listu, kterými je růst a turgor listu nebo vodivost průduchů. Na stavu vody závisí i velmi důležité fyziologické procesy, mezi které patří fotosyntéza, transpirace nebo dýchání. *Fagus sylvatica* projevuje nejvyšší citlivost ke změnám klimatických podmínek a vykazoval zvýšenou citlivost především na suchu, zatímco *Quercus petraea* je nejvíce tolerantní k suchu, a tím tento druh můžeme považovat za suchomilný a využít této vlastnosti při výsadbě v městském prostředí (Friedrichs et al., 2009).

Pokud jde o srážky, studie ukazují, že vyšší srážky vedou k nižšímu růstu v oblastech s vysokou hustotou osídlení, ale k vyššímu růstu v oblastech s nízkou hustotou. Je třeba vzít v úvahu, že v důsledku neprostupného povrchu a rychlého odtoku se značné množství srážek v městském prostředí nedostane ke kořenům stromů a nemůže tak přispět k jejich růstu a zlepšení vitality. Při srážkách byly zjištěny nejvyšší korelace mezi nárůstem průměru kmene, zatímco jiné hodnoty, jako je teplota vzduchu a půdy, vlhkost půdy a rychlost větru, vykazovaly pouze menší vliv na zvýšení poloměru kmene (Moser-Reischl et al., 2019). Zejména u zkoumaných druhů *Tilia platyphyllos* a *Platanus acerifolia* se projevíly skokové přírůstky tloušťky kmene po srážkových událostech a mírný pokles průměru kmene a menší průtok mízy při intenzivní transpiraci a snížené dostupnosti vody. Ve studii Lindén et al. (2016) pozorovali, že podstatná část celkové transpirace stromů se vyskytla během noci a potenciálně dosáhla až jedné třetiny denních hladin ve městě. Z toho lze usoudit, že k nejvýraznějšímu chlazení vyvolanému transpirací dochází během noci (Lindén et al., 2016). S odkazem na povětrnostní podmínky ve městech je nejvýraznější chlazení vyvolané transpirací zaznamenáno ve vnitrobloku (Obrázek 2: C), kde je omezena ventilace.

6. Sekvestrace uhlíku

Městské lesy mohou hrát významnou roli v pomoci snížení koncentrace oxidu uhličitého (CO₂) v atmosféře, (Nowak a Crane 2002; Nowak et al. 2013; Ning, Chambers, a Abdollahi 2016), a tím zlepšit kvalitu životního prostředí a lidského zdraví. Pochopení důležitosti městského lesa může poskytnout podmínky pro lepší a efektivnější správu městských stromů. Je všeobecně známo, že v městském prostředí je vyšší koncentrace CO₂ než ve volné přírodě. Dokud jsou stromy v aktivním růstu, vychytávají působením fotosyntézy více CO₂ z atmosféry než když jsou staré (Nowak a Crane 2002). Tento jev byl pozorován například u druhu *Pinus sylvestris*, u kterého se také zjistilo, že zvýšená koncentrace CO₂ v atmosféře stimulovala rychlost fotosyntézy (Jach and Ceulemans, 2000). Zvýšená rychlost čisté fotosyntézy stromů při zvýšené koncentraci CO₂ bude žádoucí a také bude mít větší dopad na stromy rostoucí v městských oblastech, oproti oblastem mimo zastavěné území. V důsledku rychlejšího růstu stromů v městském prostředí, zvýšeného podílu velkých stromů, možných sekundárních účinků snížené spotřeby energie v budovách a následných emisí uhlíku z elektráren je sekvestrace uhlíku v rámci městského ekosystému velmi ceněna. Snížením koncentrace CO₂ ve vzduchu se předchází i klimatickým změnám, a porosty tak hrají důležitou roli v globálním uhlíkovém cyklu.

Jak již bylo zmíněno v předchozích kapitolách, v městských oblastech dochází ke zvýšeným teplotám okolního ovzduší (efekt městského tepelného ostrova), které způsobují sezónně závislé změny toků uhlíku (C) z městské vegetace a půdy a prodloužení vegetačního období. Stromy rostoucí v městských oblastech díky svému relativně řídkému porostu typicky ukládají méně uhlíku na hektar (25,1 tC/ha) v areálu, ve kterém se vyskytují, než lesní porosty (53,5 tC/ha) (Nowak and Crane, 2002). Nicméně, ze studie věnující se rozdílům koloběhu uhlíku (C) mezi městem a venkovem, jsou stromy rostoucí v městském prostředí v rámci sekvestrace C účinnější a celkový koloběh C probíhá rychleji než v rurálních či lesních porostech (Hardiman et al., 2017). U vegetace v městských oblastech je výrazně rychlejší obrát C než ve venkovských lesích. Navíc většina městských specifických pěstitelských podmínek (např. hnojení N, zavlažování, zvýšený obsah CO₂) pravděpodobně zvýší sekvestraci C pomocí stromů a ostatní vegetace. Celková míra sekvestrace C stromy ve městech obecně roste s rostoucí velikostí měst. Investování do výsadby zeleně v prostředí měst a rostoucí počet stromů může potenciálně zpomalit akumulaci atmosférického uhlíku (Nowak and Crane, 2002).

Rozdíly ve struktuře porostů mezi městskými a přírodními lesy vedou k rozdílům v míře sekvestrace uhlíku. Velké zdravé stromy (s průměrem kmene větším než 77 cm) zachycují přibližně 90krát více uhlíku než malé zdravé stromy (s průměrem kmene menším než 8 cm) (Nowak and Crane, 2002). V rámci ukládání uhlíku jsou velké stromy přibližně tisíckrát

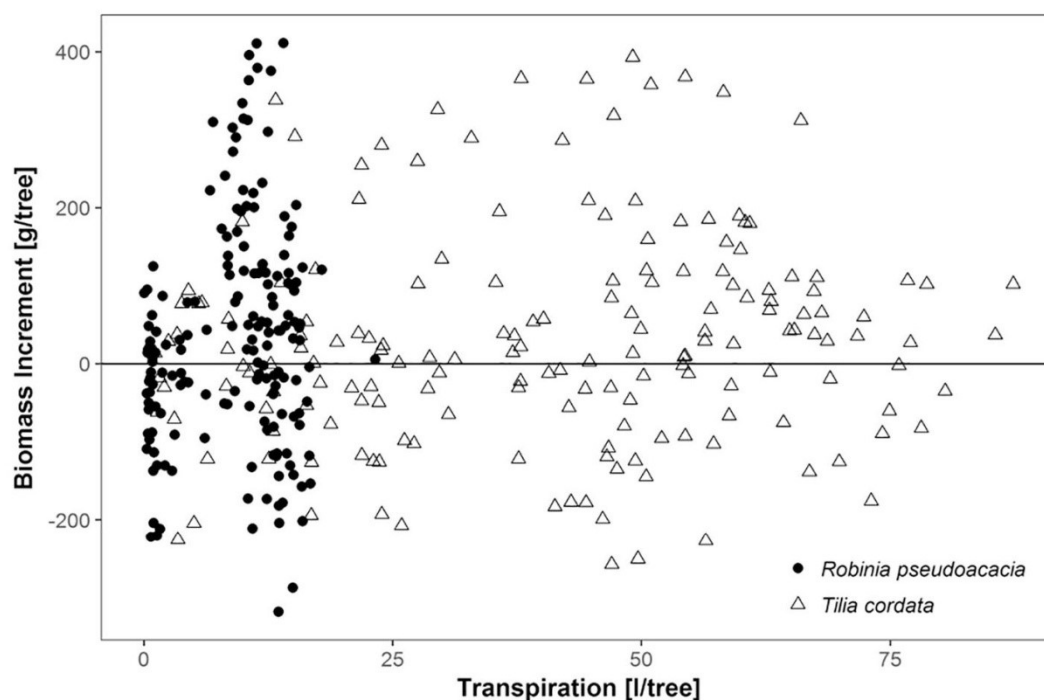
účinnější než malé stromy (Nowak, 1994). Stromy s relativně dlouhou životností a velkým vzrůstem budou mít navíc obecně největší pozitivní vliv na snižování koncentrace CO₂, protože emise uhlíku z fosilních paliv vznikající při výsadbě a odstraňování stromů nebudou probíhat tak často (Nowak and Crane, 2002). Odhaduje se, že městské lesy sekvestrují desetitisíce tun uhlíku a přibližně 1,5 % z toho ukládají do půdy.

Existují mnohé faktory, které ovlivňují schopnost ukládání uhlíku městskou zelení. Je to především hustota stromů (počet stromů/ha), jejich velikost, rychlost růstu, biomasa, rozložení průměrů stromů, velikost listové plochy a korunového zápoje. Kombinace těchto parametrů pro nejúčinnější ukládání C byly zjištěny u listnatých stromů, a to především různých druhů dubů a javorů. V Evropě bylo studováno deset druhů, které nejvíce přispívají k sekvestraci uhlíku (v sestupném pořadí důležitosti), a to: *Quercus nigra*, *Salix nigra*, *Acer Saccharum*, *Quercus phellos*, *Quercus virginiana*, *Carya illinoensis*, *Ulmus americana*, *Acer rubrum*, *Liquidambar styraciflua* a *Lagerstroemia* spp (Ning et al., 2016). V dalším měřítku je sekvestrace uhlíku ovlivněna zdravotním stavem a věkem stromů. Jak už je výše zmíněno, starší stromy jsou účinnější ve vychytávání uhlíku, ale vzrůstající věk doprovází zhoršující se zdravotní stav stromů. Míra čisté sekvestrace se tedy odvíjí od stavu stromu, velikosti a odhadované úmrtnosti. Časem se tato míra může snížit a stát negativní, a to převážně v období chřadnutí, či poškození porostů. Jelikož městské stromy dospívají a stabilizuje se funkce společenstva městského lesa, může se tok uhlíku v rámci městského ekosystému stát negativním. Ztráty stromů (např. požáry, úmrtnost, dekompozice) jsou doprovázeny emisemi uhlíku z mrtvých stromů, ty mohou překročit vychytávání uhlíku živými stromy (Nowak and Crane, 2002) a městské lesy budou naopak zdrojem, místo sinkem.

7. Mechanismy stimulace růstu stromů v městských prostředích

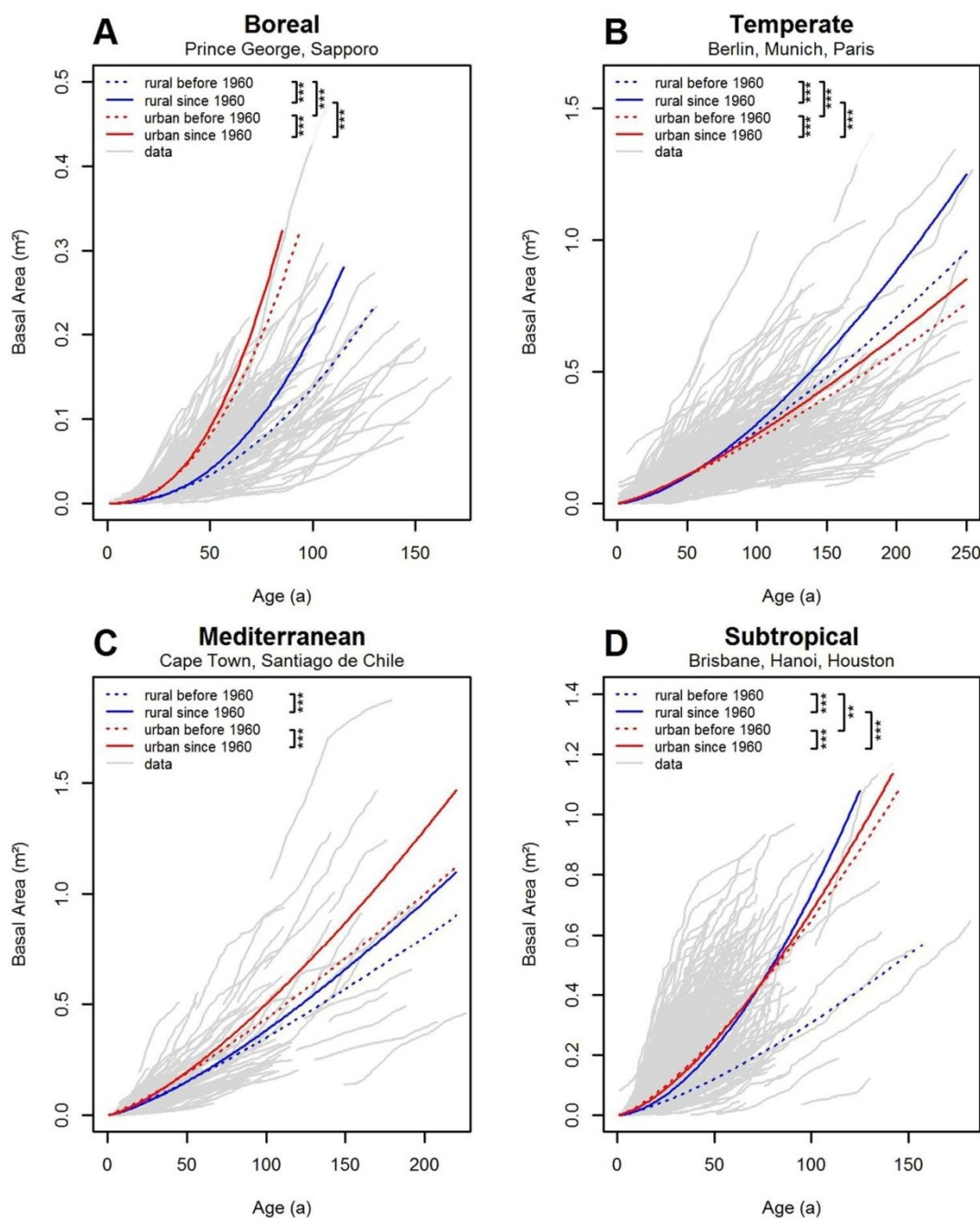
Jelikož jsou stromy stejně jako ostatní rostliny imobilní organismy, nedokážou si pro vodu, živiny a světlo dojít. Jediné, na co se v danou chvíli mohou spolehnout, jsou zdroje z jejich vlastního okolí a zacílení na maximální využití a hospodaření se zdroji, které jim jsou k dispozici. Stromy využívají různé mechanismy z řad fyziologických procesů, jako jsou změny ve vodním režimu a v neposlední řadě růst. Při studování druhu *Acer rubrum* se zaměřili na charakteristiku fotosyntézy, stomatální vodivosti a účinnosti využití vody v pěstovaných kultivarech vzhledem k divokým typům (wild types) (Lahr et al., 2018). Divoké typy *Acer rubrum* pěstované ve městě měly vyšší účinnost využití vody za zvyšujících teplot vzduchu než okrasné kultivary. Výsledky ukazují, že fyziologické rozdíly mezi kultivary a původními genotypy se projeví na jejich reakcích na místní podmínky prostředí, závislé na identitě zahradnické odrůdy (Lahr et al., 2018).

Studie Moser-Reischl et al. (2019) zkoumala růstové vzorce v průběhu roku u dvou běžných městských dřevin ve střední Evropě *Tilia cordata* a *Robinia pseudoacacia*, které se ale fyziologicky liší a mají odlišné životní strategie. Stromy v obou lokalitách nebyly během měření prořezány a zavlažovány. Index listové plochy LAI (viz kapitola 2. Růst a vitalita dřevin) byl vypočítán z hemisférických fotografií pořízených v průběhu plně olistěné fáze stromů na konci června. Druh *T. cordata* vykazoval v parametru LAI vyšší hodnoty než *R. pseudoacacia*, což může znamenat, že je *T. cordata* lepší ve smyslu větší plochy korunového zápoje a účinnějšího chlazení nebo filtrování prachových částic. Zatímco u *R. pseudoacacia* byla nižší hodnota transpirace na vyrobenou biomasu, druh *T. cordata* potřeboval podstatně více vody pro svůj růst (viz Obrázek 3). Celkem byla vypočtena průměrná účinnost využití vody 8,11 g/l pro *Robinia pseudoacacia* a 1,30 g/l pro *Tilia cordata*, což potvrdilo lepší účinnost využití vody druhem *R. pseudoacacia* ve srovnání s *T. cordata*. Jak se očekává podle strategie anatomie kruhového porézního dřeva a ochrany vodních zdrojů, růst *R. pseudoacacia* je silně ovlivněn přívodem vody a transpirací, charakterizovanou lepší účinností využití vody ve srovnání s *T. cordata*. Kvůli difuzně-porézní, anisohydrické strategii vodního stresu je růst stromů *T. cordata* méně redukován během sucha. Tato strategie však může vést k epizodám s pomalým růstem po suchu, jak ilustruje nízký index zotavení *T. cordata*. Pro budoucí výsadby lze doporučit druhy, které využívají vody pro lokality s půdou bohatou na rostliny. Za těchto podmínek mohou tyto druhy pufrovat suchu a udržet vysoké rychlosti transpirace a tím i chlazení. Naopak více druhů, které zadržují vodu, lze klasifikovat jako tolerantní k teplu i suchu, což z nich činí vhodné druhy stromů pro budoucí výsadbu ve městech. Parametry, na základě kterých se rozhoduje o výsadbě životně důležitých dřevin, se týkají růstu, ekosystémových služeb a přizpůsobení se klimatickým podmínkám pro zachování zelených měst. Zejména *R. pseudoacacia* se může rychle regenerovat a její chování zadržovat vodu udržuje vysokou vlhkost půdy, a tím i latentní chlazení výměnou tepla z půdy. Zatímco *R. pseudoacacia* poskytuje lepší ochlazování skrze uloženou vodu a výměnu latentního tepla, řídký korunový zápoj může poskytovat menší povrchové chlazení stínováním oproti hustému korunovému zápoji druhu *T. cordata*, který by také měl být zohledněn. Strategie budoucí výsadby by měly být založeny na potvrzených znalostech o růstu a výkonnosti městských stromů v podmínkách změny klimatu.



Obrázek 3: Účinnost využití vody založená na denním přírůstku biomasy a denní rychlosti transpirace *Robinia pseudoacacia* a *Tilia cordata* od června do listopadu 2016. Převzato z: Moser-Reischl et al. (2019)

Z globálního hlediska vychází negativní vliv klimatických změn, doprovázených zvýšenými teplotami, na vitalitu stromů a následná stimulace růstu městských stromů. Obrázek 4 představuje prostřednictvím grafického znázornění vliv městského prostředí a změny klimatu na růst velikosti stromů podle klimatické zóny. Modré křivky zde představují růst stromů v rurálních oblastech a červené naopak růst stromů ve městech. Kauppi et al. (2014) popsali zvýšený růst stromů v boreálních lesích (viz Obrázek 4: A) a Pretzsch et al. (2017) publikovali podobné výsledky v mírných lesích ve střední Evropě (viz Obrázek 4: B). Pozorované růstové zrychlení městských stromů (14%-25%) je podobné zjištění, která se týkají lesů (Lobell et al., 2011; Yang et al., 2015). Z pohledu jednotlivých klimatických pásem může být růst mezi městskými a rurálními stromy rozdílný a naopak v temperátním klimatu nebyly zjištěny žádné významné rozdíly (viz Obrázek 4: D). Je tedy zřejmé, že došlo ke změnám v podmínkách prostředí, které podporovaly obecně zrychlený růst stromů bez ohledu na klimatické pásmo a klasifikaci půdy. Městské i venkovské stromy podél všech zkoumaných klimatických zón výrazně zrychlily svůj růst v posledních desetiletích. V této souvislosti se diskutuje o globálním oteplování, jako o možné hnací síle stimulace růstu stromů. Autoři studie Pretzsch et al. (2017) navrhuji, že kombinace zálivky, vyšší koncentrace CO₂ v atmosféře, nižší koncentrace ozonu v městských oblastech případně vyšší teplota ve srovnání s rurálním prostředím, mohou v pozitivním vlivu převážit nad stresovými efekty města a podpořit růst městských stromů.



Obrázek 4: Vliv městské zóny a změny klimatu na růst velikosti stromů podle klimatické zóny (A Boreální, B Temperátní, C Mediteránní, D Subtropická). Převzato z: Pretzsch et al. (2017)

8. Stromy vhodné do města

Aby se v lidských sídlech vytvořila zdravá a udržitelná populace stromů, měla by být různorodost druhů rovnoměrně rozložena po celé obci nebo městě (Thomsen, Bühler, a Kristoffersen 2016). Mnoho nejistot se však objevuje v tom, jak prostorová konfigurace stromů ovlivňuje jejich účinnost v rámci evapotranspiračního chlazení. Častou otázkou od urbanistů je, zda má velká zelená plocha v zástavbě lepší chladicí účinky, než několik menších ploch. Ve studii (Jiao et al., 2017) zkoumali, jak může velikost zelených ploch ovlivnit dva klíčové procesy chlazení městského prostředí: zastínění a evapotranspiraci. Velikost zelených ploch hraje důležitou roli v zajišťování zastínění zeleným prostorem, jelikož menší oblasti zeleně mají tendenci mít vyšší teplotu, nižší vlhkost a častější výkyvy teplot ve srovnání s většími areály zeleně. Větší množství malých stromových areálů ve městě může poskytnout větší celkovou plochu zastínění, než jeden velký areál proto, že když je jeden velký rozdělen do několika menších, vytvoří se více hran a dochází k působení okrajového efektu (Laurance and Yensen, 1991). Výsledky ukázaly, že mezi rychlostí transpirace a velikostí stromových areálů existuje nelineární vztah (Jiao et al., 2017). Když je stromový areál dostatečně velký, následné zvýšení jeho rozlohy může zapříčinit pokles rychlosti transpirace. Díky přímému vytavení slunečnímu záření a povětrnostním podmínkám, potažmo vyšší teplotě, byla transpirace na okrajích zelené plochy rychlejší, než v centrální části areálu (Hagishima et al., 2007).

Velikost zelených ploch hraje důležitou roli v účinnosti chlazení a například velké parky, rozlehlé trávníky, zemědělská půda a lesy jsou z pohledu evapotranspirace účinnější než malé zelené plochy. Studované lesní oblasti měly o 0,7-5,7 °C nižší teploty vzduchu a o 1,3-15,8 % vyšší relativní vlhkost než městské oblasti, což ukazuje lepší účinky chlazení a zvyšování vlhkosti po celý den v lesním prostředí (Jiao et al., 2017). V městských oblastech se nacházely rozdíly v chlazení pomocí zastínění a transpirace. Velké stromové areály s výsadbou *Populus tomentosa* vykazovaly silnější účinky transpiračního chlazení, ale co se týče zastínění, označila se za účinnější variantu výsadba jedinců v roztroušených malých areálech (např. podél cest či v menších parcích). Velký stromový areál poskytuje větší zastínění než menší, ale řada malých areálů může poskytnout větší transpirační chlazení než jeden velký se stejnou celkovou plochou stromové pokrývky.

Jak už bylo mnohokrát zmíněno, stromy hrají důležitou roli i v dalších funkcích. Konkrétně při sekvestraci uhlíku prostřednictvím stromů a vychytávání škodlivin v centru města je výsadba dřevin výhodná. Zejména s přihlédnutím na poměr sekvestrace a ukládání uhlíku pomocí městské vegetace vychytávají travnaté plochy méně uhlíku a více ho ukládají do půdy. Naopak u stromů dochází k účinnější sekvestraci uhlíku a ukládání nižšího obsahu do půdy

(Ning et al., 2016). Studie Salmond et al. (2016) poskytuje informace o určitých druzích, které mohou pomoci osobám s rozhodovací pravomocí ve výsadbě vegetace v konkrétním prostředí. Je zapotřebí určit konkrétní druhy dřevin v závislosti na lokalitě a hustotě umístěných druhů. Nejde jen o vhodné druhy, ale především o vhodné kombinace pro daný prostor, který je k dispozici. Stromy ve městě mohou vykazovat větších rozměrů, než je obvyklé ve venkovských podmínkách, a to ukazuje na dobré růstové podmínky v areálech (např. dostupnost světla, živin a vody) (Moser-Reischl et al., 2019). Čím větší je plocha listů stromu, tím větší je stín, který je poskytován, uhlík, který je sekvestrován, zlepšení kvality vzduchu a množství zachycené dešťové vody (Baldocchi, 1988; Baldocchi et al., 1987; Bidwell and Fraser, 1972; Ning et al., 2016).

Stromy v městských ulicích výrazně ovlivňují životy lidí a ostatních živočichů, mohou přispět k jakémusi propojení s přírodou nebo sloužit jako významný kulturní prvek. Instituce a samosprávné organizace, které spravují pouliční stromy, mají často omezený rozpočet, vyžadující hledání co největšího přínosu stromů za co nejnižší náklady na výsadbu, údržbu a ochranu stromů. Vzhledem k nákladům na výsadbu a potenciální životnost stromů je třeba také zvážit očekávané změny v podobě měst, jejich funkci a nároky na prostor a časovou výstavbu (Salmond et al., 2016). Pochopení toho, jak skladba městských lesů a invazivní stromy ve městech pohánějí časné zásoby uhlíku (C), mohou být využity jako nástroj pro správu městských lesů a zmírnění atmosférických emisí C (Horn et al., 2015). Významným parametrem změny klimatu je zvýšená teplota v městském prostředí, na kterou jsou velice dobře aklimovány listnaté stromy, a to především často studované druhy rodu *Tilia*. Již zmiňované studie Dahlhausen et al. (2018) a Moser-Reischl et al. (2019) se zabývaly druhem *Tilia cordata*, typicky rostoucím v městských prostředích, a dle dosavadních výsledků jej lze považovat za velmi vhodný druh k výsadbě. Z jiné studie Friedrichs et al. (2009) je považován za nejvíce tolerantní k suchu (suchomilný) druh *Quercus petraea*. Duby jsou pro výsadbu výhodné také v rámci sekvestrace uhlíku, kdy studie Horn et al. (2015) určila jako nejvhodnější druhy k tomuto účelu *Quercus laurifolia* a *Quercus virginiana*.

Existuje mnoho atributů měst, které ovlivňují strukturu a funkci městského lesa, a proto by mělo být srovnání studií prováděno s opatrností (Ning, Chambers, a Abdollahi 2016). Městské lesy často vykazují vyšší druhovou rozmanitost stromů než okolní přírodní oblasti, především zaváděním exotických druhů, což může působit negativně na původní druhy. Výsadba by se měla soustředit na péči o konkrétní druhy, které jsou v ekosystému přirozené a neprovádět zbytečné zásahy, které by mohly být fatální nejen pro stromy, ale také pro jimi poskytované ekosystémové služby a následně lidské zdraví (Horn et al. 2015).

9. Závěr

Na závěr bych se ráda připojila k myšlence životní důležitosti stromů v městském ekosystému. Zvýšení teploty způsobené kombinovaným účinkem městského teplého ostrova a globální klimatickou změnou bude mít významný dopad na populace městských stromů po celém světě. Schopnost městského stromu reagovat na změny životního prostředí včetně oteplování, je kritickým faktorem jeho schopnosti poskytovat ekosystémové služby, které se pohybují od zastínění ulic až po sekvestraci uhlíku. V posledních desetiletích se zvýšil dopad klimatických změn na životní prostředí. Například zvýšený růst stromů může být jedním z důsledků klimatické změny, který je doprovázen zrychleným stárnutím stromů. Zrychleným růstem se zvyšuje intenzita veškerého využití v rámci ekosystému, mezi které patří především vychytávání škodlivin z atmosféry, a to na dlouhou dobu, jelikož stromy jsou známy svou dlouhodobou životností. Zároveň se vzrůstajícím věkem efektivnost stromů upadá, a proto je třeba umožnit stromům co nejpříznivější podmínky pro život, aby mohly v rámci městského ekosystému lépe prosperovat. Konkrétně sekvestrace uhlíku je v městských oblastech účinnější než v lesním prostředí, a to díky efektu městského tepelného ostrova a podpoře urbanizace v heterogenitě zdrojů uhlíku. U většiny stromových druhů se potvrdila hypotéza, že je možné považovat dostupnost vody za jeden z hlavních faktorů limitujících růst. I když u veškerých abiotických stresových faktorů dochází ke vzájemné interakci, tak výhoda v jedné parametru může znevýhodňovat jedince v jiném parametru. Strategie budoucí výsadby by měly být založeny na potvrzených znalostech o růstu a výkonnosti městských stromů v podmínkách změny klimatu. V rámci všech změn probíhajících zejména kvůli působení lidstva, je důležité si uvědomit a dále pracovat s myšlenkou nepostradatelnosti stromů jako živých organismů v ekosystémech na urbánních územích, protože jde o nezměrnou pozitivní přidanou a nenahraditelnou hodnotu pro další funkci lidské společnosti. Tato práce by mohla být použita jako pomocný edukativní nástroj pro urbanisty, pro propojení architektury s přírodou a především pro udržení vitální populace stromů v lidských sídlech.

10. Seznam zdrojů a použité literatury

10.1. Literatura

- Adams, M.P., Smith, P.L., 2014. A systematic approach to model the influence of the type and density of vegetation cover on urban heat using remote sensing. *Landsc. Urban Plan.* 132, 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.008>
- Alhesnawi, A.S.M., Als Salman, I.M., Najem, N.A., 2018. Evaluation of air pollution tolerance index of some plants species in Kerbala city, Iraq. *J Pharm Sci* 10, 6.
- Armson, D., Stringer, P., Ennos, A.R., 2012. The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban For. Urban Green.* 11, 245–255. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.05.002>
- Baldocchi, D., 1988. A Multi-layer model for estimating sulfur dioxide deposition to a deciduous oak forest canopy. *Atmospheric Environ.* 1967 22, 869–884. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(88\)90264-8](https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90264-8)
- Baldocchi, D.D., Hicks, B.B., Camara, P., 1987. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environ.* 1967 21, 91–101. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(87\)90274-5](https://doi.org/10.1016/0004-6981(87)90274-5)
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H., Taylor, G., 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environ. Pollut.* 99, 347–360. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00016-5)
- Bidwell, R.G.S., Fraser, D.E., 1972. Carbon monoxide uptake and metabolism by leaves. *Can. J. Bot.* 50, 1435–1439. <https://doi.org/10.1139/b72-174>
- Binkley, D., Campoe, O.C., Gspaltl, M., Forrester, D.I., 2013. Light absorption and use efficiency in forests: Why patterns differ for trees and stands. *For. Ecol. Manag.* 288, 5–13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.002>
- Bowler, D.E., Buyung-Ali, L., Knight, T.M., Pullin, A.S., 2010. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landsc. Urban Plan.* 97, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>
- Bradshaw, R.H.W., Holmqvist, B.H., Cowling, S.A., Sykes, M.T., 2000. The effects of climate change on the distribution and management of *Picea abies* in southern Scandinavia 30, 7.
- Burkhardt, J., 2010. Hygroscopic particles on leaves: nutrients or desiccants? *Ecol. Monogr.* 80, 31.
- Dahlhausen, J., Rötzer, T., Biber, P., Uhl, E., Pretzsch, H., 2018. Urban climate modifies tree growth in Berlin. *Int. J. Biometeorol.* 62, 795–808. <https://doi.org/10.1007/s00484-017-1481-3>
- Forrester, D.I., 2014. The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. *For. Ecol. Manag.* 312, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.003>
- Fowler, D., Cape, J.N., Unsworth, M.H., Mayer, H., Crowther, J.M., Jarvis, P.G., Gardiner, B., Shuttleworth, W.J., 1989. Deposition of Atmospheric Pollutants on Forests [and Discussion]. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 324, 247–265. <https://doi.org/10.1098/rstb.1989.0047>
- Friedrichs, D.A., Trouet, V., Büntgen, U., Frank, D.C., Esper, J., Neuwirth, B., Löffler, J., 2009. Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees* 23, 729–739. <https://doi.org/10.1007/s00468-009-0315-2>
- Gill, S.E., Handley, J.F., Ennos, A.R., Pauleit, S., 2007. Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. *Built Environ.* 33, 115–133. <https://doi.org/10.2148/benv.33.1.115>
- Gillner, S., Bräuning, A., Roloff, A., 2014. Dendrochronological analysis of urban trees: climatic response and impact of drought on frequently used tree species. *Trees* 28, 1079–1093. <https://doi.org/10.1007/s00468-014-1019-9>

- Grady, K.C., Wood, T.E., Kolb, T.E., Hersch-Green, E., Shuster, S.M., Gehring, C.A., Hart, S.C., Allan, G.J., Whitham, T.G., 2017. Local biotic adaptation of trees and shrubs to plant neighbors. *Oikos* 126, 583–593. <https://doi.org/10.1111/oik.03240>
- Guo, G., Wu, Z., Xiao, R., Chen, Y., Liu, X., Zhang, X., 2015. Impacts of urban biophysical composition on land surface temperature in urban heat island clusters. *Landsc. Urban Plan.* 135, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.007>
- Hagishima, A., Narita, K., Tanimoto, J., 2007. Field experiment on transpiration from isolated urban plants. *Hydrol. Process.* 21, 1217–1222. <https://doi.org/10.1002/hyp.6681>
- Hardiman, B.S., Wang, J.A., Hutya, L.R., Gately, C.K., Getson, J.M., Friedl, M.A., 2017. Accounting for urban biogenic fluxes in regional carbon budgets. *Sci. Total Environ.* 592, 366–372. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.028>
- Horn, J., Escobedo, F.J., Hinkle, R., Hostetler, M., Timilsina, N., 2015. The Role of Composition, Invasives, and Maintenance Emissions on Urban Forest Carbon Stocks. *Environ. Manage.* 55, 431–442. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0400-1>
- Huang, G., Cadenasso, M.L., 2016. People, landscape, and urban heat island: dynamics among neighborhood social conditions, land cover and surface temperatures. *Landsc. Ecol.* 31, 2507–2515. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0437-z>
- Ianovici, N., Lati, A., 2017. Foliar traits of *Juglans regia*, *Aesculus hippocastanum* and *Tilia platyphyllos* in urban habitat. *Romanian Biotechnol. Lett.* 22, 9.
- Jach, M.E., Ceulemans, R., 2000. Effects of season, needle age and elevated atmospheric CO₂ on photosynthesis in Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Tree Physiol.* 20, 145–157. <https://doi.org/10.1093/treephys/20.3.145>
- Jiao, M., Zhou, W., Zheng, Z., Wang, J., Qian, Y., 2017. Patch size of trees affects its cooling effectiveness: A perspective from shading and transpiration processes. *Agric. For. Meteorol.* 247, 293–299. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.08.013>
- Johnstone, D., Moore, G., Tausz, M., Nicolas, M., 2013. The measurement of plant vitality in landscape trees. *Arboric. J.* 35, 18–27. <https://doi.org/10.1080/03071375.2013.783746>
- Kauppi, P.E., Posch, M., Pirinen, P., 2014. Large Impacts of Climatic Warming on Growth of Boreal Forests since 1960. *PLoS ONE* 9, e111340. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111340>
- Kendal, D., Dobbs, C., Gallagher, R.V., Beaumont, L.J., Baumann, J., Williams, N.S.G., Livesley, S.J., 2018. A global comparison of the climatic niches of urban and native tree populations. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 27, 629–637. <https://doi.org/10.1111/geb.12728>
- Keskitalo, J., 2005. A Cellular Timetable of Autumn Senescence. *PLANT Physiol.* 139, 1635–1648. <https://doi.org/10.1104/pp.105.066845>
- Kowarik, I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ. Pollut.* 159, 1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Krause, G.H., Weis, E., 1984. Chlorophyll fluorescence as a tool in plant physiology: II. Interpretation of fluorescence signals. *Photosynth. Res.* 5, 139–157. <https://doi.org/10.1007/BF00028527>
- Kupcinskiene, E., Huttunen, S., 2005. Long-term evaluation of the needle surface wax condition of *Pinus sylvestris* around different industries in Lithuania. *Environ. Pollut.* 137, 610–618. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.047>
- Lahr, E.C., Dunn, R.R., Frank, S.D., 2018. Variation in photosynthesis and stomatal conductance among red maple (*Acer rubrum*) urban planted cultivars and wildtype trees in the southeastern United States. *PLOS ONE* 13, e0197866. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197866>
- Lane, J.L., de Haas, D.W., Lant, P.A., 2015. The diverse environmental burden of city-scale urban water systems. *Water Res.* 81, 398–415. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.03.005>
- Laurance, W.F., Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.* 55, 77–92. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90006-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90006-U)
- Lindén, J., Fonti, P., Esper, J., 2016. Temporal variations in microclimate cooling induced by urban trees in Mainz, Germany. *Urban For. Urban Green.* 20, 198–209. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.09.001>

- Lobell, D.B., Schlenker, W., Costa-Roberts, J., 2011. Climate Trends and Global Crop Production Since 1980. *Science* 333, 616–620. <https://doi.org/10.1126/science.1204531>
- Macfarlane, C., Arndt, S.K., Livesley, S.J., Edgar, A.C., White, D.A., Adams, M.A., Eamus, D., 2007. Estimation of leaf area index in eucalypt forest with vertical foliage, using cover and fullframe fisheye photography. *For. Ecol. Manag.* 242, 756–763. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.021>
- Majer, P., Neugart, S., Krumbein, A., Schreiner, M., Hideg, É., 2014. Singlet oxygen scavenging by leaf flavonoids contributes to sunlight acclimation in *Tilia platyphyllos*. *Environ. Exp. Bot.* 100, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2013.12.001>
- Martinová, V., van Geel, M., Lievens, B., Honnay, O., 2016. Strong differences in *Quercus robur* -associated ectomycorrhizal fungal communities along a forest-city soil sealing gradient. *Fungal Ecol.* 20, 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.12.002>
- McDonald, A.G., Bealey, W.J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R.I., Donovan, R.G., Brett, H.E., Hewitt, C.N., Nemitz, E., 2007. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmos. Environ.* 41, 8455–8467. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.025>
- Moser-Reischl, A., Rahman, M.A., Pauleit, S., Pretzsch, H., Rötzer, T., 2019. Growth patterns and effects of urban micro-climate on two physiologically contrasting urban tree species. *Landsc. Urban Plan.* 183, 88–99. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.11.004>
- Ning, Z., Chambers, R., Abdollahi, K., 2016. Modeling air pollutant removal, carbon storage, and CO₂ sequestration potential of urban forests in Scotlandville, Louisiana, USA. *IForest - Biogeosciences For.* 9, 860–867. <https://doi.org/10.3832/for1845-009>
- Nowak, D.J., Crane, D.E., 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environ. Pollut.* 116, 381–389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)
- Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For. Urban Green.* 4, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Nowak, D.J., Greenfield, E.J., Hoehn, R.E., Lapoint, E., 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environ. Pollut.* 178, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019>
- Pandey, A.K., Pandey, M., Mishra, A., Tiwary, S.M., Tripathi, B.D., 2015. Air pollution tolerance index and anticipated performance index of some plant species for development of urban forest. *Urban For. Urban Green.* 14, 866–871. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.08.001>
- Pauleit, S., n.d. Urban street tree plantings: identifying the key requirements. *Munic. Eng.* 8.
- Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., van Con, T., Chavanne, A., Seifert, T., Toit, B. du, Farnden, C., Pauleit, S., 2015. Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban For. Urban Green.* 14, 466–479. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.006>
- Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Schütze, G., Perkins, D., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., Con, T. van, Chavanne, A., Toit, B. du, Foster, K., Lefer, B., 2017. Climate change accelerates growth of urban trees in metropolises worldwide. *Sci. Rep.* 7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14831-w>
- Prochazkova, D., Sairam, R.K., Srivastava, G.C., Singh, D.V., 2001. Oxidative stress and antioxidant activity as the basis of senescence in maize leaves. *Plant Sci.* 161, 765–771. [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(01\)00462-9](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(01)00462-9)
- Quigley, M.F., 2004. Street trees and rural conspecifics: Will long-lived trees reach full size in urban conditions? *Urban Ecosyst.* 7, 29–39. <https://doi.org/10.1023/B:UECO.0000020170.58404.e9>
- Rai, P.K., Panda, L.L.S., 2014. Dust capturing potential and air pollution tolerance index (APTI) of some road side tree vegetation in Aizawl, Mizoram, India: an Indo-Burma hot spot region. *Air Qual. Atmosphere Health* 7, 93–101. <https://doi.org/10.1007/s11869-013-0217-8>

- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H.M., Gawronska, H., Gawronski, S.W., 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Sci. Total Environ.* 427–428, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.084>
- Salmond, J.A., Tadaki, M., Vardoulakis, S., Arbuthnott, K., Coutts, A., Demuzere, M., Dirks, K.N., Heaviside, C., Lim, S., Macintyre, H., McInnes, R.N., Wheeler, B.W., 2016. Health and climate related ecosystem services provided by street trees in the urban environment. *Environ. Health* 15. <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0103-6>
- Shepherd, J.M., 2005. A Review of Current Investigations of Urban-Induced Rainfall and Recommendations for the Future. *Earth Interact.* 9, 1–27. <https://doi.org/10.1175/EI156.1>
- Thomsen, P., Bühler, O., Kristoffersen, P., 2016. Diversity of street tree populations in larger Danish municipalities. *Urban For. Urban Green.* 15, 200–210. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.12.006>
- Veni, K., n.d., 2014 AIR POLLUTION TOLERANCE INDEX OF PLANTS A COMPARATIVE STUDY 6, 5.
- Yang, X., Chen, F., Lin, X., Liu, Z., Zhang, H., Zhao, J., Li, K., Ye, Q., Li, Y., Lv, S., Yang, P., Wu, W., Li, Z., Lal, R., Tang, H., 2015. Potential benefits of climate change for crop productivity in China. *Agric. For. Meteorol.* 208, 76–84. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.04.024>
- Yu, K., Van Geel, M., Ceulemans, T., Geerts, W., Ramos, M.M., Sousa, N., Castro, P.M.L., Kastendeuch, P., Najjar, G., Ameglio, T., Ngao, J., Saudreau, M., Honnay, O., Somers, B., 2018. Foliar optical traits indicate that sealed planting conditions negatively affect urban tree health. *Ecol. Indic.* 95, 895–906. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.047>
- Zhou, W., Qian, Y., Li, X., Li, W., Han, L., 2014. Relationships between land cover and the surface urban heat island: seasonal variability and effects of spatial and thematic resolution of land cover data on predicting land surface temperatures. *Landsc. Ecol.* 29, 153–167. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9950-5>

10.2. Internetové zdroje

<https://www.biolib.cz/> [cit. 2019-05-05]

<https://botany.cz/> [cit. 2019-05-03]

<https://pladias.cz/taxon/> [cit. 2019-03-12]

<http://www.theplantlist.org/> [cit. 2019-03-12]

United Nations., 2008. United Nations Expert Group Meeting on Population Distribution, Urbanization, Internal Migration and Development. United Nations Secretariat) New York, US, 21–23 January 2008 [cit. 2019-05-06] Dostupné z: <https://www.un.org/en/-development/desa/population/publications/pdf/urbanization/populationdistribution.pdf>